

学校编码: 10384

分类号_____密级_____

学号: 200326142

UDC _____

厦 门 大 学

硕 士 学 位 论 文

某金-铜矿重金属的环境影响及典型污染区
定居植物分析

Environmental Impact of
Heavy Metals in One Gold-Copper Mine and
Research of Plants in Typical Heavy Metals Polluted Area

高卫强

指导老师姓名: 丁振华教授

专 业 名 称: 生 态 学

论文提交时间: 2007 年 12 月

论文答辩时间: 2008 年 01 月

学位授予时间: 2008 年 月

答辩委员会主席: _____

评 阅 人: _____

2008 年 1 月

厦门大学学位论文原创性声明

兹呈交的学位论文，是本人在导师指导下独立完成的研究成果。本人在论文写作中参考的其他个人或集体的研究成果，均在文中以明确方式标明。本人依法享有和承担由此论文产生的权利和责任。

声明人（签名）：

年 月 日

厦门大学学位论文著作权使用声明

本人完全了解厦门大学有关保留、使用学位论文的规定。厦门大学有权保留并向国家主管部门或其指定机构送交论文的纸质版和电子版，有权将学位论文用于非赢利目的的少量复制并允许论文进入学校图书馆被查阅，有权将学位论文的内容编入有关数据库进行检索，有权将学位论文的标题和摘要汇编出版。保密的学位论文在解密后适用本规定。

本学位论文属于

1、保密（ ），在 年解密后适用本授权书。

2、不保密（√）

（请在以上相应括号内打“√”）

作者签名：

日期： 年 月 日

导师签名：

日期： 年 月 日

目 录

摘 要.....	I
第一章 前 言	1
1.1 矿区土壤重金属的环境影响	1
1.1.1 矿区土壤重金属污染的研究进展.....	1
1.1.2 矿山重金属污染土壤的形态和生物有效性研究概况.....	2
1.1.3 重金属污染土壤修复治理概况.....	3
1.2 重金属耐性植物的研究进展	4
1.3 本论文的研究意义	6
第二章 材料和方法	8
2.1 研究区域概况	8
2.1.1 某金—铜矿区域概况.....	8
2.1.2 厦门某垃圾填埋场区域概况.....	8
2.2 样品的采集和处理	8
2.3 样品的测定	9
2.4 数据处理	12
第三章 金—铜矿矿区对环境重金属的影响.....	13
3.1 矿区土壤的重金属污染特征	13
3.1.1 矿山不同区域土壤重金属总量分析.....	13
3.1.2 矿区土壤重金属的相关性分析.....	14
3.1.3 矿区不同区域土壤重金属污染生态评价.....	14
3.1.4 矿区土壤中重金属形态分析.....	16
3.2 矿区水体的重金属污染特征	18
3.2.1 矿区不同水体重金属的污染特征.....	18
3.2.2 矿区不同水体重金属的环境评价.....	20
3.3 矿区植物的重金属污染特征	21

第四章 尾矿自然定居植物的研究	23
4.1 矿区尾矿自然定居植物的种类分析	23
4.2 尾矿地植物群落结构分析	25
4.3 尾矿地植物的重金属含量分析	26
4.3.1 尾矿地植物的重金属含量分析.....	26
4.3.2 植物体内重金属的相关性分析.....	28
4.3.3 尾矿地优势植物的重金属含量分析.....	28
第五章 垃圾填埋场定居植物重金属含量的研究.....	31
5.1 垃圾填埋场土壤重金属污染情况	31
5.2 垃圾填埋场自然定居植物的组成分析	31
5.3.垃圾场优势植物的重金属含量	32
第六章 结论和展望	35
参考文献	37
致 谢.....	41
附 录.....	42

CONTENT

Abstract.....	错误！未定义书签。
Chapter1: Preface	错误！未定义书签。
1.1 The environmental impact of heavy metals in mining	错误！未定义书签。
1.1.1 Progress of mining area of heavy metal contamination	错误！未定义书签。
1.1.2 Profiles of heavy metal contamination of soil morphology and bioavailability	错误！未定义书签。
1.1.3 Overview of heavy metal contaminated soil remediation management	错误！未定义书签。
1.2 Progress of heavy metal tolerant species.....	错误！未定义书签。
1.3 The significance of the paper	错误！未定义书签。
Chapter2: Materials and methods	错误！未定义书签。
2.1 Study area	错误！未定义书签。
2.2 Sampling and preparation	错误！未定义书签。
2.3 Analytical methods.....	错误！未定义书签。
2.4 Data Processing	错误！未定义书签。
Chapter3: Impact of heavy metals in the environment of gold - copper mine	错误！未定义书签。
3.1 Characteristics of Heavy Metal Pollution in soils	错误！未定义书签。
3.1.1 Total heavy metals in soils of different patches ..	错误！未定义书签。
3.1.2 The relevance of heavy metals in soil	错误！未定义书签。
3.1.3 Ecological Assessment of heavy metal contamination of soil	错误！未定义书签。
3.1.4 Speciation of heavy metals in soils	错误！未定义书签。
3.2 Characteristics of Heavy Metal Pollution in waters ..	错误！未定义书签。
3.2.1 Total heavy metals in waters of different patches	错误！未定义书签。

3.2.2 Ecological Assessment of heavy metal contamination of waters错误！未定义书签。

3.3 Characteristics of Heavy Metal Pollution in plants..错误！未定义书签。

Chapter4:Research of natural settlement plant in tailing错误！未定义书签。

4.1 Species of mine tailings natural settlers plant错误！未定义书签。

4.2 Community of mine tailings natural settlers plant ...错误！未定义书签。

4.3 Heavy metals content of plants in tailings错误！未定义书签。

4.3.1 Heavy metals content of plants in tailings错误！未定义书签。

4.3.2 The relevance of heavy metals content of plants in tailings错误！未定义书签。

4.3.3 Heavy metals content of dominant plants in tailings..错误！未定义书签。

Chapter5:Research of heavy metals content in Landfill plants 错误！未定义书签。

5.1 Characteristics of Heavy Metal Pollution in soils of landfill错误！未定义书签。

5.2 Species of landfill natural settlers plan错误！未定义书签。

5.3. Heavy metals content of plants in landfill.....错误！未定义书签。

Chapter6: Conclusions and perspective 错误！未定义书签。

References 错误！未定义书签。

Appendix..... 错误！未定义书签。

摘 要

本文选择福建某大型金—铜矿和厦门东孚垃圾填埋场为研究对象,根据矿业的开采工艺划定了矿山不同区域,通过对矿山不同区域土壤、水体、植物的野外采样和室内分析测试,讨论了重金属在土壤、水体、植物等不同环境介质中含量、存在形态以及迁移转化规律,评价了矿山开采造成在土壤、水体中的重金属潜在生态危害性,寻筛选了一些的重金属耐性物种;本文还就生活垃圾填埋场重金属污染环境植物自然定居的生态对策、群落特征以及重金属的耐性分析。

主要结论如下:

(1) 矿区土壤的重金属 As、Cu、Zn、Cr、Hg 污染严重, As、Cu、Zn、Cr、Hg 的平均含量为 111.1 mg/kg、570.3 mg/kg、396.8 mg/kg、262.2 mg/kg 和 0.101mg/kg, 分别为福建省背景值的 17.62、25.01、4.61、5.96、1.62 倍。As、Zn、Cu、Cr 和 Hg 之间均呈正相关性, 其中 Cu 与 As 呈现极显著相关。As、Cu 的生态风险为中等危害, Hg、Cr 和 Zn 的生态风险为轻度危害。各区域土壤重金属污染程度递降顺序为: 尾矿区>矿石运输区>原矿脉土>矿业废水区>矿区外土壤, 其中尾矿区和矿石运输区为中等危害。

(2) 各区域土壤重金属 As 存在方式顺序为: 残渣态>有机态>Fe-Mn 氧化态>碳酸盐态>可交换态。各区域重金属 Cu、Zn 存在方式顺序均为: 残渣态>Fe-Mn 氧化态>有机态>碳酸盐态>可交换态。尾矿区土壤含有较高的可交换态和碳酸盐态重金属, 选矿废水排放区含有较高的有机态重金属。

(3) 矿区水体的重金属 As、Cu、Zn、Cr 和 Hg 污染严重, As、Cu、Zn、Cr 和 Hg 平均含量为 2.253 mg/L、30.946 mg/L、7.614 mg/L、3.876 mg/L 和 0.438 ug/L 分别是国家Ⅲ类地表水标准 45.06、30.95、7.16、3.88 和 4.38 倍。水体重金属污染程度依次: As>Cu>Zn>Hg>Cr。不同水体重金属污染程度为: 选矿废水>雨积水>汀溪水>山涧水。水体中 As、Cu 和 Hg 以颗粒态为主, Cr、Zn 以可溶解态为主。另外水体过于酸性。

(4) 矿区尾矿自然定居植物有 18 个科 30 种, 尾矿地植物小飞蓬 *Conyza canadensis* (L.)、一点红 *E. sonchifolia* (L.) DC、山油麻 *Tdielsiana .dielsiana*、崖豆藤、红背山麻杆 *Alchornea.trewioide*(Benth.)对金属铜均具有一定的耐性。形成赤

楠群落+截叶铁扫帚群落、水生黍群落、野牡丹群落、芒萁群落、鸡眼草+小飞蓬群落等 5 个比较典型的群落。群落的演替规律上，鸡眼草+小飞蓬群落可能是冶炼渣的先锋植物，随着鸡眼草、小飞蓬的入侵和定居，待基质条件改善后，赤楠群落、截叶铁扫帚和水生黍慢慢过渡为优势种，野牡丹群落、芒萁群落土壤可能为新的入侵种。尾矿地自然定居不同形态植物对不同重金属的吸收特性各有不同尾矿优势植物 Hg 的转运系数为 2.033。

(5) 厦门东孚垃圾填埋场定居植物有 4 科 6 种，其中南美蟛蜞菊 *Wedelia trilobata* 根部体内 Cu 含量为 235.1 mg/kg，地上部分 Cu 含量为 100.7 mg/kg，对重金属 Cu 具有较好的耐性。

关键词：矿区；环境影响；重金属形态；自然定居植物

Abstract

In this paper, one gold-copper mine and the Xiamen landfill for study, according to the exploitation of mining different area, the mine through different patches of soil, water, plants of various heavy metals Pollution carried out data collection, field sampling and laboratory analysis test, discussed the heavy metals in the soil, water and plants in different environmental media the existence of patterns, migration and transformation of a heavy metal mining and environmental effects, the evaluation of the heavy metals in the soil, water the potential ecological harm, and heavy metals pollution of the natural environment of the settlement of ecological measures, as well as community characteristics of the heavy metal tolerance of the search and selection of heavy metal contaminated areas patience species.

(1) As of heavy metals mine soil, Cu, Zn, Cr, Hg pollution is serious, As, Cu, Zn, Cr, Hg, the average level of 111.1 mg/kg g and 570.3 mg/kg and 396.8 mg/kg 262.2 mg/kg and 0.101 mg/kg, respectively, 17.62,25.01,4.61,5.96,1.62 times the Fujian background values. As, Zn, Cu, Cr and Hg There was a positive correlation, them As and Cu show a significant correlation. As, Cu show middle ecological risk hazards, and Hg, Cr, Zn show mild the ecological risk harm. District of the heavy metal pollution of the soil in descending order: Tailings mining area> Ore Transport Area> original veins soil> Mining District wastewater> soil out of mind.

(2) District of heavy metals in soils As for the existence of the order: residue-> organic> Fe-Mn oxide species> carbonate species> exchangeable. District of the heavy metals Cu, Zn existence of the order are: residual> Fe-Mn oxide species> organic> carbonate species> exchangeable. Mei mine soils containing higher exchangeable and carbonate heavy metals, mineral processing wastewater discharge area with a higher organic metals.

(3) Mine water body of heavy metals As, Cu, Zn, Cr and Hg cause serious pollution, the average content of 2.253 mg / L, 30.946 mg / L, 7.614 mg / L, 3.876 mg

/ L and 0.438 ug / L respectively, the state of the surface III 45.06,30.95,7.16,3.88 water standards and 4.38 times. Metal pollution of the water body weight followed: As> Cu> Zn> Hg> Cr. Different weight metal pollution of the water: mineral processing wastewater> rain water> Ting stream> mountain stream water.

(4) Tailings Plant *Conyza canadensis* (L.), *E. sonchifolia* (L.) DC, *Tdielsiana*. *Dielsiana*, *Alchornea.trewioide* (Benth.) are a patience on the Cu. *Bridelia balansae* communities + *Lespedeza cuneata* community, *Panicum.paludosum* Community , *Melastoma candidum* community, *Kummerowia striata* communities + *Conyza canadensis* community, *Dicranopteri dichotoma* community five a typical community, dominant plant tailings Hg transshipment coefficient 2.033.

(5) Xiamen plant Landfill settlers 4 Section 6, of which *Wedelia trilobata* roots in Cu content of 235.1 mg / kg, on the Cu content of 100.7 mg / kg of heavy metals Cu has good patience.

Key Words: Mine; environmental impact ;heavy metals form;natural plant settlement

第一章 前言

1.1 矿区土壤重金属的环境影响

通常把密度大于 5 的金属称为重金属,如镉、铬、铜、镍、铅、锌等。砷虽然不是金属,但由于其对环境的影响与重金属类似,通常也被称为重金属。环境中的重金属来源广泛,如各种工业废水和城镇生活污水排放、汽车尾气农药和化肥施用等,其中矿业活动则是环境中重金属的主要来源或最主要来源之一^[1]。金属矿山的开采过程产生大量的尾矿、废弃的低品位矿石等。这些废弃物重金属含量很高的,露天堆放条件下,迅速风化,导致重金属向周边环境释放,从而产生重金属污染问题。美国蒙大拿洲西部 Clark Fork 河盆地,由于 100 多年前铜及其他金属采选和冶炼活动,污染土壤中重金属含量比正常岩石高出几百、甚至上千倍^[2]。重金属可迁移性差,不仅不能降解,而且会在生态系统中不断积累,并沿食物链呈放大积累,最后通过食物链影响人体健康^[3]。

1.1.1 矿区土壤重金属污染的研究进展

矿山开采过程中产生的重金属污染问题广泛而且异常复杂,由于矿业的开采原本处于深部的矿石暴露地表,使重金属的释放成了可能,随着地表径流、风力传送、雨水淋滤等自然作用,重金属等不断渗透和扩散到土壤、水体和植物等生态系统,给采矿区及周围环境带来严重的污染^[4]。据不完全统计,我国金属矿山积存尾矿约 40 多亿吨,并以每年 1 亿多吨的速度在增加,造成大面积土壤重金属污染^[5]。近年来众多学者对金属矿区重金属污染进行了大量的研究,发现金属矿区重金属污染十分严重。张鑫^[6]对铜陵矿区重金属在地表水、沉积物、尾矿库和土壤中的空间分布特征进行了详细研究,全面系统地分析了矿山开采活动给铜陵地区带来的环境影响,并建立了重金属在不同介质体中及其之间释放、迁移和转化模式。张敏^[7]通过测定长江铜陵段枯、丰水期江水中 Cu、Pb、Zn 和 Cd 不同形态的含量,显示长江铜陵段江水中各重金属总量丰水期时大于枯水期,丰水期时 Cu、Zn、Pb 以活跃态和稳定态为主, Cd 以活跃态为主;枯水期时 Zn 主要以溶解态和稳定态为主, Pb 以稳定态方式被携带,而 80% 的 Cu、Cd 是以溶解态形式存于水中;悬浮物(丰水期)对重金属的吸附能力大小顺序为 Pb>Cu>Zn

>Cd。杨西飞等人^[8]对铜陵矿区农田表层土壤重金属污染进行了评价,显示该矿区农田表层土壤普遍受到了重金属不同程度的污染,不同元素污染程度主要表现在 Cd 污染最严重,平均含量已达到其参考的土壤环境背景值的 20.21 倍,其次是 Cu,也达到 4.04 倍,其它各元素依次为 Pb>As>Zn>Hg,引用污水灌溉农田是该区土壤重金属污染的主要来源。黄长干^[9]等人对江西德兴铜矿采矿区、尾矿堆积区、生活区以及下游河流大圹河、乐安河的水域、土壤进行了铜污染状况的调查显示矿区铜污染极为严重,土壤中铜含量平均高达 186mg/kg,大圹河河水铜含量在 15~30mg/L 之间,底泥的铜含量在 500~9000mg/kg 之间,乐安河的底泥铜含量达 500mg/kg。陈翠华^[10]等人采用富集因子分析,结合 GIS 空间分析技术对江西德兴地区进行了较系统的土壤重金属污染评价显示德兴地区有不同程度的砷、汞、镉、锌、铜和铅重金属污染尤其以德兴矿区为中心的区域污染最为严重,铬污染程度小。苏静^[11]等人研究了德兴铜矿土壤中铜存在的化学形态和生物可利用性显示德兴铜矿各功能区表层土壤均已受到不同程度的 Cu 污染,分布趋势为尾矿库>采矿区>菜田>稻田>生活区。表层土壤中 Cu 的直接利用性不高,但可利用态 Cu 所占比例较高,可能造成潜在的生态毒性。土壤剖面中 Cu 的化学形态分布趋势为残余态>有机结合态>氧化态>碳酸盐结合态>可交换态。刘小红^[12]等人研究发现江苏九华铜矿区约有一半的采样点土壤全 Cu 含量超过我国土壤环境质量三级标准(400 mg/kg),其 DTPA 提取态 Cu 含量的平均值为 117 mg/kg,土壤 Cu 与 Zn、Pb、Cd、Co 之间呈极显著的正相关关系($p<0.01$)。周东美^[13]对江西德兴铜矿、安徽铜陵铜矿和江苏九华铜矿的矿区典型污染土壤现状进行了初步研究表明,三个铜矿尾矿砂中铜含量超标,其高低次序为德兴铜矿>铜陵铜矿>九华铜矿,而锌含量顺序依次为铜陵铜矿>九华铜矿>德兴铜矿。

1.1.2 矿山重金属污染土壤的形态和生物有效性研究概况

重金属的生物毒性不仅与其总浓度有关,更大程度上由其形态分配所决定。不同的形态产生不同的环境效应,直接影响到重金属的毒性、迁移及在自然界的循环^[14]。因此,借助形态分析阐明重金属在环境中的迁移、转化规律以及最终的归宿以成为当今研究热点。根据国际纯粹与应用化学联合会的定义,形态分析是指一个元素在环境中存在的各种不同化学形态与物理形态的过程^[15]。许多学者关于土壤中重金属形态提出了不同的方法。Forstner^[16]提出了 7 步连续提取法,

将重金属形态分为交换态、碳酸盐结合态、无定型氧化锰结合态、有机态、无定型氧化铁结合态、晶型氧化铁结合态、残渣态、化物沉淀态和残渣态。Tiessier 等人^[17]则提出的将土壤或者沉积物中的金属元素分为交换态、碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物结合态与残渣态。欧共体标准物质局提出了 3 步萃取法^[18]，将土壤中重金属形态分为水溶态、可交换态与碳酸盐结合态 B1，铁-锰氧化物结合态 B2，有机物和硫化物结合态 B3。土壤重金属形态分析虽然能够在一定程度上反映重金属形态分布及毒性。但目前为止，形态分析仍然有一定的局限性，如由于萃取剂对重金属的萃取机理不同及重金属的赋存状态的差异，不同萃取剂对重金属的萃取效果也不同，而且同一萃取剂对土壤中不同重金属的萃取效果差别也很大缺乏可比性。相对而言，Tiessier 法仍是最常用的方法。

重金属形态分析的主要目的是确定具有生物毒性的重金属含量。重金属的生物有效性(Bioavailability)指重金属能被生物吸收或对生物产生毒性的性状，可由间接的毒性数据或生物体浓度数据评价^[19]，生物有效性研究对环境健康风险性评估具有重要意义。有关土壤中重金属元素生物可利用性的研究方法有生物试验法、植物指示法、化学形态分析法等。植物指示法是其中正在迅速发展的，也是前景最为看好的一种方法。该法利用植物吸收重金属的量来判断重金属污染程度或评价重金属的生物可利用性，与其他评估方法相比，具有成本低、效果好、无二次污染等优点，但是该法更多处于概念和实验阶段，比较少被应用于生物可利用性的评价上。目前应用最多的是化学形态分析法。

1.1.3 重金属污染土壤修复治理概况

目前改良和治理矿区重金属污染的方法主要有：工程治理法、物理修复法、化学修复法和生物修复法。工程治理措施是指用客土、换土、去表土和深耕翻土等工程措施，使聚积在表层的污染物分散到更深的层次或者移到他处，以达到稀释的目的。物理修复法是指应用电解、络合、加热等物理措施，实现污染土壤样品的减污或清洁。化学修复法是指向土壤投入改良剂，使其改变土壤的酸碱性、土壤氧化还原条件或土壤中离子的构成情况，进而对重金属的吸附作用、氧化还原作用、拮抗或沉淀作用产生影响，最终降低重金属的污染。生物措施主要包括动物治理、微生物修复(bioremediation)和植物修复。目前，研究较多的为植物修复技术。植物修复是利用某些植物能忍耐和超量积累某种重金属的特性，诱导土

壤中某种过量的元素转移到植物体内,随后收割茎叶或者其他措施将土壤中的重金属清除。植物修复措施主要研究内容包括:一是积极寻找、筛选对重金属耐性植物或者超积累植物,进行超积累植物资源调查,了解其分布规律、生长特点、生长环境,收集并建立超积累植物的数据库;二是研究超积累植物的遗传机制及基因定位并通过基因工程等分子生物学手段培育出生物量较大的超积累植物;三是研究重金属在生物体内的活化、吸收、转移、毒害以及生物体的解毒和抗性等行为特探索富集超富集机理。工程治理法、物理修复法、化学修复法这些方法投资成本太高,需花费大量的人力与财力,同时还需要以改变原有土壤的物理化学性质为前提,只能用于污染非常严重的地点。随着人们对环境保护日益重视,能够保持土壤结构和微生物活性的植物修复技术为矿山土壤污染治理提供了新的希望。重金属污染土壤植物修复技术因其潜在的高效、廉价及其环境友好性已被科学界和各国政府部门的认可和选用,正逐步走向商业化。其缺点是修复植物通常都矮小、生物量低、生长缓慢且周期长,治理效率低,使得植物修复技术更多的是处于田间试验和示范阶段。

1.2 重金属耐性植物的研究进展

通常,富集植物的界定考虑两个主要因素:①植物地上部富集的重金属应达到一定的量;②植物地上部的重金属含量应高于根部。由于各种重金属在地壳中的丰度及在土壤和植物中的背景值存在较大差异因此对不同重金属,超富集植物富集浓度界限也有所不同,目前采用较多的是 Baker 和 Brooks^[20]提出的参考值,即把植物叶片或地上部(干重)中含 Cd 达到 100 mg/kg,含 Co、Cu、Ni、Pb 达到 1000 mg/kg, Mn、Zn 达到 10000 mg/kg 以上的植物称为超富集植物。同时这些植物还应满足 $S/R > 1$ 的条件(S 和 R 分别指植物地上部和根部重金属的含量)。

自 1983 年 Chaney 提出了利用超富集植物清除土壤重金属污染的思想以来,国内对修复植物材料的研究。曹德菊^[21]等人调查了安徽省铜陵宝山矿区自然植被,记录了 11 种植物,优势度较高种分别为鸭跖草、酸模、空心泡,并分析了以上 3 种优势植物,发现了鸭跖草是 Cu 的超富集植物,空心泡和酸模属于 Cu 耐性植物。杨世勇^[22]等人通过对铜陵铜尾矿上的自然和人工定居尾矿上的植物研究发现禾本科、豆科、菊科植物物种数量占有尾矿地定居物种数量的 72.5%。储玲^[23]等通过调查安徽铜陵五公里铜矿废弃地的植被及植物区系显示该

矿区定居植物有 49 种, 隶属 22 科 46 属, 其中禾本科 12 种、菊科 8 种、豆科 4 科、蓼科 4 种, 定居植物形成 4 种相对稳定的演替群落类型有狗牙根+白茅植物群落, 白茅+三叶草+狗牙根植物群落, 天蓝苜蓿+三叶草植物群落和小飞蓬+一年蓬植物群落。刘一^[24]通过对铜陵矿区野生植物修复潜力研究及可食用性作物重金属污染评价表明叶菜类对 Cd、Pb 的富集大于果菜类和根菜类。束文圣^[25]等人对湖北铜绿山古铜矿冶炼渣植被调查共记录到高等植物 28 种, 隶属 25 属 15 科, 优势种包括海洲香薷、蝇子草、鸭跖草、头花蓼、滨蒿、白茅和狗尾草等 7 种植物, 植物分布与土壤中 Cu 含量有一定的相关性, 鸭跖草分布区土壤中的 Cu 含量最高, 白茅分布区土壤中的 Cu 含量最低。黄长干^[9]等人通过采集德兴铜矿周边的各种植物 140 余种, 并测定植物体内铜的含量, 表明禾本科的芦苇、苋科的空心莲子草、蓼科的辣蓼和粘毛蓼、鸭跖草科的鸭跖草等可用于水体铜污染的植物修复; 禾本科的狗尾巴草、菊科的野艾蒿、桑科的构树、莎草科的莎草具有较高的重金属耐性。刘小红^[12]等人对九华铜矿耐铜植物的筛选研究显示叶菜类植物对重金属具有较强的耐性作用。此外还有陈同斌^[26]等对湖南石门县雄黄矿、杨肖娥^[27]等人对铅锌尾矿库定居植物进行研究等。通过矿区自然定居植被的重金属调查研究, 一些学者发现了较多的富集植物或超富集植物, 陈同斌等^[26]通过对湖南石门县雄黄矿研究发现砷超富集植物—蜈蚣草(*Pteris vittata* L), 野外调查其羽片的含砷量达到 1540 mg/kg, 在室内栽培时蜈蚣草羽片的含砷量达到 5070 mg/kg, 且可在含砷量高达 23400 mg/kg 的含砷矿碴中正常生长, 韦朝阳等^[28]发现与蜈蚣草同属生境相同的另一种凤尾蕨植物—大叶井口边草(*Pteris cretica*), 其地上部平均含砷量可达 428 mg/kg, 最大含砷量可达 694 mg/kg。杨肖娥等^[27]发现锌的超富集植物—东南景天(*Sedum aliedii* Hance), 地上部 Zn 含量为 4134~5000 mg/kg, 平均为 4515 mg/kg, 当生长介质中 Zn 浓度为 80mg/L 时, 地上部 Zn 含量积累量达到最高值为 19674mg/kg。薛生国等^[29]在湖南湘潭锰矿污染区发现锰超富集植物—商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.), 其叶片锰含量最高达 19299 mg/kg, 最低也达 12069 mg/kg, 平均锰含量 14476 mg/kg。刘威等^[30]在宝山矿区发现宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)在自然条件下地上部 Cd 平均含量为 1168 mg/kg, 变化范围为 465-2310 mg/kg; 地下部 Cd 平均含量为 981 mg/kg, 变化范围为 233-1846 mg/kg, 营养液 Cd 浓度为 50 mg/kg 时地上部 Cd 平均含量达到 4825

Degree papers are in the "[Xiamen University Electronic Theses and Dissertations Database](#)". Full texts are available in the following ways:

1. If your library is a CALIS member libraries, please log on <http://etd.calis.edu.cn/> and submit requests online, or consult the interlibrary loan department in your library.
2. For users of non-CALIS member libraries, please mail to etd@xmu.edu.cn for delivery details.

厦门大学博硕士论文摘要库